

COMPARACIÓN DE RESULTADOS ARROJADOS POR UN MODELO
SIMPLIFICADO A PARTIR DE INFORMACIÓN DE CORRIENTES POCO
COMPLEJAS SIMULADAS EN QUAL2KW

COMPARISON OF RESULTS SHOWN BY A SIMPLIFIED MODEL MADE
WITH INFORMATION OF LOW COMPLEXITY WATERCOURSES
SIMULATED ON QUAL2KW

SANTIAGO BEDOYA LLANOS
NIYIDETH LOZANO BENÍTEZ

PROGRAMA DE ADMINISTRACION AMBIENTAL
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
PEREIRA, RISARALDA, COLOMBIA
2019

COMPARACIÓN DE RESULTADOS ARROJADOS POR UN MODELO
SIMPLIFICADO A PARTIR DE INFORMACIÓN DE CORRIENTES POCO
COMPLEJAS SIMULADAS EN QUAL2KW

SANTIAGO BEDOYA LLANOS
NIYIDETH LOZANO BENÍTEZ

Trabajo de grado en la modalidad de tesis para obtener el título de:
Administrador Ambiental

Director:
MSc. Álvaro Ignacio Ramírez fajardo

PROGRAMA DE ADMINISTRACION AMBIENTAL
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
PEREIRA, RISARALDA, COLOMBIA
2019

Nota de aceptación

Msc. Álvaro Ignacio Ramírez Fajardo

Director

Pereira, 18 de julio de 2019

AGRADECIMIENTOS

*A mis padres por su soporte durante todo mi proceso de aprendizaje y su orientación.
A mi compañera por su apoyo incondicional y gran dedicación durante todos estos años.*

Santiago Bedoya

*A mi madre quien a través de su apoyo y paciencia demostró querer lo mejor para mí.
A mi compañero por la confianza y lealtad.*

Niyideth Lozano

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	9
2. OBJETIVOS	10
2.1. OBJETIVO GENERAL	10
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	10
3. MARCO DE REFERENCIA	10
3.1. MARCO TEÓRICO	10
3.1.1. MODELACIÓN DE CALIDAD DE AGUA.....	10
3.1.2. MODELO SIMPLIFICADO Y MODELO TEÓRICO GENERAL	11
3.1.2.1. DEFINICIONES.....	12
3.1.2.2. PRINCIPALES CONSIDERACIONES DEL MODELO SIMPLIFICADO Y ETAPAS DE LA MODELACIÓN	15
3.1.3. MODELO COMPLEJO (QUAL2KW).....	16
3.1.3.1. CALIBRACIÓN	17
3.1.3.2. VALIDACIÓN.....	17
3.1.3.3. APLICACIÓN DEL MODELO	17
3.1.3.4. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD	17
3.2. MARCO LEGAL.....	18
4. METODOLOGÍA	19
4.1. REVISIÓN DE FUENTES BIBLIOGRÁFICAS	20
4.2. ESTRUCTURACIÓN Y AJUSTE MODELO SIMPLIFICADO	20
4.3. REVISIÓN MODELOS QUAL2KW	21
4.4. CALIBRACIÓN DEL MODELO SIMPLIFICADO	21
4.5. MODELACIÓN DE ESCENARIOS Y VALIDACIÓN.....	21
4.6. ANALISIS ESTADÍSTICO	22
4.7. ANÁLISIS DE COSTOS.....	22
5. RESULTADOS.....	23
5.1. DATOS DE ENTRADA DE MODELOS SIMPLIFICADOS	23
5.2. RESULTADOS GRÁFICOS Y COMPARACIÓN DE LOS MODELOS SIMPLIFICADO Y COMPLEJO.....	24
5.3. TASAS Y CONSTANTES EMPLEADAS PARA LA MODELACIÓN.....	29
5.4. PORCENTAJES DE ERROR.....	30
5.5. COSTOS DE MODELACIÓN.....	31
5.5.1. COSTOS MODELO SIMPLIFICADO	32

5.5.2. COSTOS MODELO COMPLEJO	33
5.5.3. COSTOS MODELOS QUINCHÍA Y DOSQUEBRADAS.....	33
5.5.4. COSTOS PARA VERTIMIENTOS	34
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	35
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1 Valores de las tasas utilizadas en el modelo de la Quebrada Dosquebradas.	30
Tabla 2 Valores de las tasas utilizadas en el modelo del Río Quinchía.	30
Tabla 3 Porcentajes de error por parámetro modelos Quinchía y Dosquebradas.	30
Tabla 4 Costos toma de muestras y evaluación de parámetros necesarios por punto de muestreo para un modelo simplificado.	32
Tabla 5 Costos toma de muestras y evaluación de parámetros necesarios por punto de muestreo para un modelo complejo.	33
Tabla 6 Costos de implementación modelos complejo y simplificado para el río Quinchía y la quebrada Dosquebradas.	34
Tabla 7 Costos de evaluación de un punto de vertimiento para modelos complejo y simplificado..	34
Tabla 8 Resumen de costos por punto de muestreo.....	34

LISTADO DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Datos de entrada modelo simplificado Dosquebradas.....	23
Ilustración 2 Datos de entrada modelo simplificado Quinchía.	23
Ilustración 3 Datos de DBO5 y DBOCfast modelo Dosquebradas.	24
Ilustración 4 Datos de DBO5 y DBOCfast modelo Quinchía.	25
Ilustración 5 Datos de Oxígeno Disuelto modelo Dosquebradas.	26
Ilustración 6 Datos de Oxígeno Disuelto modelo Quinchía.	27
Ilustración 7 Datos de Coliformes Fecales modelo Dosquebradas.	28
Ilustración 8 Datos de Coliformes Fecales modelo Quinchía.	29

RESUMEN

La modelación de la calidad de agua como herramienta de planificación del recurso hídrico se hace cada vez más necesaria para minimizar los conflictos que surgen en torno al mismo, incluyendo las corrientes poco complejas afectadas por pequeños vertimientos; sin embargo, no se realiza la respectiva modelación bajo los lineamientos de la normatividad colombiana, esto ocasiona que queden en la ilegalidad. En este sentido, se presenta en este trabajo, una comparación entre un modelo complejo y un modelo simplificado aplicados al río Quinchía y a la quebrada Dosquebradas, y se constituye como alternativa viable de evaluación ambiental de vertimientos en corrientes poco intervenidas, mas no como instrumento de planificación y ordenamiento del recurso hídrico.

Palabras clave: Modelo complejo, modelo simplificado, generadores de vertimientos, parámetros de calidad, segmentación de la corriente

ABSTRACT

Water quality modeling as a tool for hydric resource planning is becoming everyday more necessary to minimize the conflicts that arise within itself, including the low complexity watercourses affected by small-scale discharge of pollutants; however, these are not given the proper modeling according to colombian regulation, then tending to remain over said regulation. In this matter, the present dissertation is presented: a comparison between a complex model and a simplified model applied to Quinchia river and Dosquebradas ravine, and it is stablished as a viable alternative for the evaluation of environmental impact on watercourses of little involvement, yet not as an instrument of planning and hydric resource arrangement.

Keywords: complex model, simplified model, shedding generators, quality parameters, , stream segmentation

1. INTRODUCCIÓN

La modelación de la calidad de agua se consolida como una herramienta de toma de decisiones al permitir la planeación y evaluación de estrategias que prevengan, disminuyan o corrijan la contaminación de fuentes hídricas, causada por diferentes factores como el incremento poblacional y actividades productivas que aumentan consigo el número de vertimientos sobre las corrientes, generando que estas no sean aptas para los diversos usos posibles.

En el país, a través del decreto 3930 del año 2010, y considerando otros instrumentos, se definieron las pautas para el ordenamiento del recurso hídrico, entre las cuales se encuentra la modelación de la calidad de agua, con la que se predice el comportamiento de los contaminantes a lo largo de la corriente.

Pese a que las autoridades ambientales han tomado medidas en el asunto, hay corrientes sin una adecuada planificación que presentan conflictos, incluidos los pequeños generadores de vertimientos, quienes al estar sujetos a las estrictas pautas de caracterización y modelación de calidad de agua en las mismas condiciones que los grandes generadores, les obliga a invertir altas cantidades de tiempo, información y dinero. Por dichas razones finalmente estos pequeños generadores optan por la informalidad de sus vertimientos.

En este sentido, surge la necesidad de contar con una alternativa para la modelación de la calidad del agua cuya complejidad sea menor en comparación con los modelos usados actualmente, pero que permitan predecir el comportamiento de los contaminantes sobre una corriente poco intervenida y con características homogéneas.

Con base en lo anterior, se planteó la elaboración de un modelo simplificado cuyos requerimientos de información, tiempo y costos, respondieran a las necesidades de los pequeños generadores de vertimientos, dando cumplimiento a la normatividad vigente y a las exigencias de la autoridad ambiental.

Para esto, se utilizó Microsoft Excel® como plataforma informática para plantear el modelo simplificado y se debe contar con información de campo del río Quinchía y la quebrada Dosquebradas (corrientes de interés), así como las mediciones realizadas por el modelo complejo QUAL2Kw (desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos -EPA-), las cuales se constituyen como un punto de comparación.

Los resultados de la calibración presentados, correspondientes a las mediciones hechas desde el nacimiento de las corrientes de interés hasta su desembocadura, además, del análisis estadístico como herramienta para corroborar de manera mucho más precisa los datos arrojados en un modelo u otro; y los costos reflejados, sirvieron para concluir la precisión y pertinencia del uso de un modelo simplificado planteado a partir de las necesidades del pequeño generador, frente a los requerimientos de tiempo, información y costos del software QUAL2Kw.

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVO GENERAL

Determinar si los modelos de calidad del agua de tipo simplificado constituyen una alternativa válida a los modelos complejos para predecir y valorar potenciales impactos de los vertimientos líquidos generados por pequeños usuarios sobre fuentes receptoras poco complejas, desde sus requerimientos procedimentales, de información, similitud de resultados y costos.

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comprender el funcionamiento en términos prácticos y teóricos de los modelos tanto simplificado como complejo.
- Calibrar los modelos simplificados a partir de la información utilizada en los modelos simulados en la plataforma QUAL2Kw.
- Evaluar el comportamiento de los modelos simplificado y complejo en diferentes escenarios, con respecto a sus procedimientos, requerimientos de información y resultados.
- Comparar las implicaciones prácticas de los modelos complejos y simplificados en términos de socioeconómicos.

3. MARCO DE REFERENCIA

3.1.MARCO TEÓRICO

3.1.1. MODELACIÓN DE CALIDAD DE AGUA

El incremento poblacional e industrial ha traído consigo el aumento de los vertimientos residenciales e industriales sobre fuentes superficiales, que en consecuencia deterioran sus características de calidad haciéndolas no aptas para diferentes usos. Por tal razón, la modelación de calidad del agua surge como una herramienta de importancia para predecir el comportamiento de los contaminantes a lo largo de la corriente en las condiciones definidas por cualquier escenario probable.

Cuando una carga contaminante entra en contacto con un cuerpo de agua dos de los factores fundamentales que van a determinar su evolución son la dilución la cual entra en acción desde el momento en que el contaminante hace contacto con el medio acuático y empieza a esparcirse en el mismo para posteriormente ir disminuyendo su concentración a medida que es transportado por el cauce de la corriente; y la reacción o transformación que se basa en el incremento o disminución de la masa del contaminante debido a la reacción generada por sus propias características o por la interacción con su entorno.

En este orden de ideas, los contaminantes del agua pueden clasificarse en sustancias conservativas o no conservativas; las primeras se caracterizan porque su composición no se ve afectada por procesos químicos o bioquímicos frecuentes al interior de la corriente durante el proceso de transporte, sino solamente se alteran al entrar en contacto con nuevos vertimientos; las segundas en cambio reaccionan (a partir de procesos de degradación bacteriana, reacciones químicas, o por sedimentación) ocasionando un crecimiento o disminución en la concentración del componente.

Siempre es necesario tener en cuenta a la hora de seleccionar un modelo, la información disponible, el propósito de la modelación y los procesos que se van a modelar, pues existen gran variedad de modelos y algunos se enfocan más en ciertos procesos y contaminantes, comparados con otros, formulados para fines diferentes. Sin embargo, todos los modelos de calidad de agua tanto complejos como simplificados tienen características en común que les otorgan la condición de ser modelos funcionales y confiables; según Lozano et al (2003) dichas condiciones son:

- “Simulación de los parámetros básicos de calidad de agua como oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno y fósforo, principalmente. Además, el modelo debe considerar la reducción de la concentración de contaminantes por el efecto de entradas de flujo adicionales.
- Flexibilidad. Es decir que pueda adaptarse a las condiciones de diferentes corrientes, puesto que sería algo no viable económico y técnicamente utilizar un modelo de simulación diferente para cada corriente.
- Aplicabilidad. Se prefieren los programas que hayan sido empleados en otras regiones similares a la de aplicación del modelo
- Simplicidad en su ejecución y precisión en sus resultados. Un modelo con entradas de datos o procesos más complejos necesariamente no es más preciso.
- Viabilidad económica. No se justifica hacer una gran inversión para un programa que tendría casi los mismos resultados de un programa más económico
- Articulación de información existente de calidad del agua, hidrométrica e información meteorológica.”

3.1.2. MODELO SIMPLIFICADO Y MODELO TEÓRICO GENERAL

En primer lugar, la modelación simplificada tiene como hipótesis que un río puede ser descrito a partir de su comportamiento longitudinal, dado que la influencia de los procesos transversales no tienen gran relevancia si entendemos su eje longitudinal como un conjunto de elementos en serie, con características homogéneas. Para definir un río longitudinalmente debemos conocer su velocidad media, así como su caudal y secciones transversales en diferentes puntos o tramos.

En segundo lugar, es necesario considerar el planteamiento desarrollado por Streeter y Phelps para la degradación del oxígeno y la materia orgánica. “Aunque dicho modelo sólo pretendía ser una aplicación particular de los conceptos cinéticos relativos a la oxidación de la materia orgánica desarrollados por el propio Phelps, en la actualidad se sigue aplicando, aunque con el agregado de conceptos complementarios que lo hacen más completo.” (Castillo G, 2008).

El modelo consta de una formulación matemática de los principales procesos asociados al oxígeno disuelto y fue aplicado en el río Ohio como parte de una serie de estudios llevados a cabo entre los años 1914 y 1916 que trataban temas relacionados al saneamiento y las aguas residuales en los ríos y lagos de Estados Unidos (Sánchez, 2015).

El Oxígeno Disuelto (OD) es la variable principal a medir para determinar el grado de contaminación por materia orgánica en un río, si bien es cierto que los efectos producidos por los diferentes tipos de contaminantes introducidos en una corriente de agua son muy diversos, la contaminación asociada a la materia orgánica es frecuentemente la que produce los efectos más nocivos sobre el ecosistema acuático. La oxidación de la materia orgánica e inorgánica requiere (según su proporción) cantidades variables de oxígeno y dado que el oxígeno disuelto es un factor fundamental para los seres vivos, bajas concentraciones del mismo producen desequilibrios en el ecosistema, mortandad de especies acuáticas, malos olores e incluso puede llegar a producir problemas sanitarios importantes.

Con el fin de modelar el Oxígeno Disuelto de una corriente haciendo uso del Modelo Teórico General es necesario hacer ciertas consideraciones que permitan simplificar el procedimiento. Según Suárez (2008): “Para estudiar la evolución del oxígeno disuelto en una corriente de agua sometida a vertidos podemos aplicar la Ecuación del Modelo Teórico General (EMTG). Realizando las siguientes simplificaciones:

- En el elemento de control se tiene un caudal constante.
- El estudio en estado estacionario. Por ejemplo, en el supuesto de que hubiese vertidos, estos se realizan de forma constante en caudal y concentración. Esta hipótesis está del lado de la seguridad, ya que representa la situación más desfavorable.
- Río no sometido a mareas. Dispersión despreciable.
- No hay sumideros ni fuentes.”

Finalmente, la aplicación del modelo requiere principalmente los siguientes datos:

- Datos de Demanda Bioquímica de Oxígeno.
- Datos de Oxígeno Disuelto.
- Datos de la temperatura del agua.
- Tasa de re-aireación.
- Velocidades de flujo.
- Tasa de desoxigenación.
- Concentración de saturación de Oxígeno Disuelto.

3.1.2.1. DEFINICIONES

Los términos relacionados a continuación, se basan en su mayoría, en las descripciones realizadas por García et al (2001), ya que por su confiabilidad y calidad en la información se hacen pertinentes para el trabajo a elaborar.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es una media de la cantidad de oxígeno consumido en el proceso biológico de degradación de la materia orgánica que eventualmente sirve de alimento a las bacterias presentes en las aguas naturales, en las aguas residuales domésticas y en las aguas residuales industriales. La DBO permite obtener información sobre la capacidad de amortiguación de los efectos relacionados con la disminución de

oxígeno, en términos de la autodepuración de una corriente de agua y es la base de cálculo para el diseño de las plantas de tratamiento.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es una medida del oxígeno requerido para oxidar todos los compuestos químicos, tanto orgánicos como inorgánicos, presentes en el agua, por la acción de agentes fuertemente oxidantes. Esta demanda se expresa en miligramos de oxígeno por litro (mg O₂/L). Niveles altos de DQO en las aguas indican la presencia de vertimientos, que pueden ser de tipo industrial o doméstico, en aguas con poca capacidad de autodepuración. Las concentraciones de la DQO en aguas naturales no contaminadas presentan valores de hasta 20 mg O₂/L y llegan hasta 200 mg O₂/L cuando los cuerpos de agua reciben efluentes domésticos o industriales. Por otra parte, las aguas de origen industrial pueden tener valores de DQO que oscilan entre 100 y 60000 mg O₂/L.

Sólidos suspendidos (SS): El término sólidos se usa ampliamente para la mayoría de los compuestos que están presentes en las aguas naturales y que permanecen en estado sólido después de la evaporación. Los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos disueltos totales (SDT) corresponden a los residuos no filtrables y filtrables, respectivamente; la materia suspendida es una fracción que no pasa a través de un filtro con un diámetro de poro de 0,45 mm (micrómetros). Los sólidos fijos y los sólidos volátiles corresponden al residuo después de secado al horno y calculado como una pérdida para una temperatura dada.

Potencial de Hidrógeno (pH): es definido como un valor numérico u operador adimensional que se relaciona con el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno a una temperatura dada, indica la intensidad del carácter ácido (acidez) o básico (alcalinidad) del agua y puede variar entre 0 y 14, donde 0 es el valor más ácido, 7 es neutro y 14 el más básico, controlado por los compuestos químicos disueltos.

Las aguas naturales usualmente tienen un pH entre 6,5 y 8,5, y depende de la geoquímica de los suelos, de las aguas de lavado y de la dinámica física y química del dióxido de carbono, el ácido carbónico, carbonatos y bicarbonatos, iones que siempre están presentes en las aguas naturales, así como también los ácidos húmicos y fúlvicos. Salvo en el caso de vertimientos industriales particulares o de condiciones geológicas particulares (presencia de suelos y rocas de carácter ácido), es poco usual que el agua superficial presente un pH lejano a este intervalo.

Temperatura: Las corrientes de agua están sometidas a variaciones de temperatura a lo largo de su recorrido como una situación normal debida, entre otras razones, a las fluctuaciones del clima, a las variaciones altitudinales y a las que ocurren en periodos de 24 horas en un mismo sitio. Cuando la temperatura del agua se incrementa, la velocidad de las reacciones químicas aumenta conjuntamente con la evaporación y volatilización de sustancias químicas, en especial, de las orgánicas. Por otra parte, el incremento de la temperatura disminuye la solubilidad de los gases en el agua, como es el caso del oxígeno, lo cual determina cambios en su déficit.

La temperatura tiene una gran influencia sobre otras variables de calidad acuática. La tasa metabólica de los organismos está relacionada con la temperatura, y en las aguas cálidas la respiración

incrementa el consumo de oxígeno y la descomposición de la materia orgánica; como consecuencia de este efecto, se pueden presentar eventos de mortandad masiva de peces en tramos específicos de las corrientes, a la vez que se hace mayor el crecimiento de bacterias y fitoplancton, lo cual produce en algunos tramos el incremento de la turbidez del agua y el aumento masivo de algas, debido a las condiciones de suministro de nutrientes.

La temperatura de las aguas superficiales generalmente se encuentra en el intervalo comprendido entre 0 y 30°C, aunque en algunos sitios es normal encontrar temperaturas mayores de 30°C. Las fluctuaciones de temperatura en las diferentes épocas del año suelen relacionarse con las condiciones climáticas. Además, pueden encontrarse temperaturas anormalmente altas debido a descargas térmicas procedentes principalmente de termoeléctricas, siderúrgicas, fundiciones y de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Oxígeno Disuelto (OD): Es el oxígeno libremente disponible en el agua. La solubilidad del oxígeno en el agua se debe a varios factores, en particular, a la temperatura, presión atmosférica y salinidad, que para la mayoría de las aguas superficiales se puede considerar cercana a cero. El contenido de oxígeno de las aguas naturales varía con la temperatura, la salinidad, la turbulencia, la actividad fotosintética y la presión atmosférica; la solubilidad del oxígeno disminuye a medida que la temperatura y la salinidad se incrementan. En aguas superficiales al nivel del mar, el OD varía de 15 hasta 8 mg O₂/ L, a temperaturas entre 0°C y 25°C.

El déficit de oxígeno indica la diferencia del oxígeno disuelto en el agua, en relación con el máximo teórico que puede estar presente, el cual se calcula a partir de los valores de altitud, temperatura y oxígeno disuelto, medidos en cada punto de monitoreo. La variación del contenido de oxígeno disuelto y por ende, del déficit de oxígeno, puede ser función de la presencia de vegetales, materia orgánica oxidable, organismos y gérmenes aerobios, así como de la perturbación de los cambios atmosféricos y la presencia en la superficie de grasas, hidrocarburos o detergentes, entre otros. Mientras mayor sea el déficit, más críticas son las condiciones de oxigenación en el agua.

Cada especie de peces tiene cierta tolerancia a los valores de déficit de oxígeno, pero en términos generales el valor mínimo de oxígeno disuelto que garantiza la supervivencia y viabilidad de la mayoría de especies de peces y comunidades acuáticas es aproximadamente de 4 a 5 mg/L que, para las condiciones naturales, equivale a un déficit de oxígeno entre 30 y 60%, dependiendo de la temperatura del agua y de la altitud de cada sitio de monitoreo en particular; valores de OD por debajo de 2 mg O₂/L causan la muerte a la mayoría de los peces.

En cuanto a las descargas de aguas domésticas con alto contenido de materia orgánica y nutrientes, aumentan el déficit de oxígeno como resultado de la actividad microbiológica. En muchos casos el aumento del déficit de oxígeno determina condiciones anaeróbicas, especialmente en la proximidad de los sedimentos.

Caudal (Q): El caudal de un río, es decir la cantidad de agua que fluye a través de una sección transversal, se expresa en volumen por unidad de tiempo. El caudal en un tiempo dado puede medirse por varios métodos diferentes y la elección del método depende de las condiciones de cada sitio.

Coliformes Fecales: La presencia de *Escherichia coli* indica contaminación fecal en agua, ya que este microorganismo es habitante normal del tracto digestivo de animales de sangre caliente y rara vez se encuentra en agua o suelo que no haya sufrido algún tipo de contaminación fecal, por ello se considera como indicador universal.

3.1.2.2. PRINCIPALES CONSIDERACIONES DEL MODELO SIMPLIFICADO Y ETAPAS DE LA MODELACIÓN

El comportamiento de las diferentes sustancias en el medio acuático se condiciona en función del tipo de sustancia, su composición, las condiciones del medio, entre otros factores. Por tal motivo resulta conveniente simplificar en la mayor medida posible, el número de variables que permitan describir el comportamiento y efectos de las sustancias encontradas dentro de la corriente receptora. Cada uno de los factores requiere de una expresión matemática que represente su variabilidad en el tiempo y espacio.

En gran medida todos los procesos de transporte y movimiento de la corriente influyen fuertemente en los contaminantes presentes en su interior; por esta razón es fundamental tener en consideración para cualquier tipo de modelo de calidad de agua aspectos como la velocidad, el tiempo de viaje y la profundidad de la corriente en cada tramo modelado. Además, existen aspectos más complejos ligados a la hidráulica de la corriente como pueden ser los flujos advectivo y dispersivo, los cuales representan el movimiento de las masas de contaminantes al interior de la corriente.

Considerando los fenómenos de transporte, en conjunto con los procesos químicos y biológicos presentes al interior de una corriente o sección de la misma, es posible determinar su capacidad de asimilación o de dilución de sustancias contaminantes. La asimilación puede definirse como: “Capacidad de un cuerpo de agua para aceptar y degradar sustancias, elementos o formas de energía, a través de procesos naturales, físicos químicos o biológicos sin que se afecten los criterios de calidad e impidan los usos asignados.” (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2010).

Es importante conocer los aspectos hidráulicos de los tramos a modelar, dado que la forma de las corrientes superficiales varía constantemente a lo largo de su recorrido y este hecho afecta el movimiento del agua en cada sección; lo cual a su vez influye en el comportamiento de los elementos presentes dentro del cuerpo de agua. Algunos de los aspectos más relevantes asociados a la hidráulica de cada sección son la profundidad, el tiempo de viaje y la velocidad de cada tramo.

“La profundidad total es la distancia en metros que existe en cada una de las verticales de medición entre la superficie y el lecho de la corriente. La profundidad media de la sección es el promedio de las dos profundidades sucesivas y así para cada una de las secciones parciales.” (IDEAM, 2007).

La velocidad y el tiempo de viaje se pueden determinar a partir de múltiples métodos, el más recomendable a la hora de recolectar los datos necesarios para la modelación es el ensayo con trazadores, el cual consiste en introducir a la corriente una sustancia conservativa cuya concentración es medida a lo largo de una sección durante un período de tiempo determinado.

En la modelación se deben considerar (entre otras) constantes como la desoxigenación y reaeración pues estos factores influyen en gran medida en los procesos de degradación de la materia orgánica y se ven severamente afectados por los contaminantes vertidos en las corrientes superficiales, especialmente por aquellos con un alto contenido de material orgánico.

La constante de desoxigenación se toma como la tasa global de remoción k_1 según las condiciones del sitio, el modelo Streeter y Phelps puede emplearse para obtener y visualizar la capacidad de autodepuración de un río en forma muy aproximada. Esta constante describe el comportamiento de la DBO con respecto al tiempo y se ve influenciada por factores como la materia orgánica, el oxígeno disuelto y la temperatura de la zona (Santamaría, F, 2013).

Por otro lado, la constante de reaeración debe estimarse para cada caso, dado que se ve influenciada en mayor o menor medida por diferentes factores como son la temperatura, la agitación, la superficie de intercambio, el volumen de agua, entre otros. Esta constante representa el proceso mediante el cual el oxígeno y otros componentes gaseosos presentes en el aire se incorporan en el agua a causa del movimiento de los ríos (Santamaría, F, 2013).

3.1.3. MODELO COMPLEJO (QUAL2KW)

“El modelo de calidad del agua QUAL2Kw fue desarrollado para la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos por Chapra y Pelletier en el año 2003, posteriormente fue mejorado en el año 2008 y recibió por nombre QUAL2Kw. La nueva versión del modelo tiene la capacidad de simular una corriente principal y tres corrientes secundarias, las cuales pueden ser manejadas de manera independiente o integrarse a la corriente principal dependiendo de las necesidades del usuario.” (Castro M, 2015).

“En el momento de seleccionar los tramos entre las estaciones se debe tener en cuenta que las propiedades físicas e hidráulicas (sección transversal, pendiente de la corriente, rugosidad, etc), químicas y biológicas permanecen constantes a lo largo de cada tramo.” (Corporación Autónoma Regional del Cauca CRC, 2012).

Parámetros modelados: Conductividad, sólidos suspendidos inorgánicos, oxígeno disuelto, DBO_{fast}, DBO lenta, nitrógeno orgánico disuelto, nitrógeno amoniacal, nitratos, fósforo orgánico disuelto, fósforo inorgánico, fitoplancton, detritus, patógenos, alcalinidad, carbono orgánico total, algas de fondo, temperatura y caudal.

Como primera etapa de la modelación se introducen los datos que describen el sistema de corriente en un formato que el modelo puede leer, el grupo de variables generales corresponden a todas las unidades, tipo de simulación, componentes de calidad y algunas características físicas de la corriente; por otra parte, el grupo de funciones forzadas corresponden a los datos que describen el sistema modelado y son proporcionados por el usuario. Estos valores de datos de entrada dependen del tipo de simulación y el número de las variables utilizadas (Rivera, 2005).

Las variables generales del modelo corresponden a las unidades y variables que se modelarán, el tipo de simulación (simulación, análisis de incertidumbre, tipos regulares de análisis de incertidumbre) el número máximo de interacciones y el tiempo y longitud total de la simulación.

En el modelo QUAL2Kw cada tramo de la corriente modelada se divide en subtramos que se comportan como reactores de mezcla completa. “Para cada tramo se realiza un balance hidrológico en términos del caudal, un balance térmico en términos de la temperatura y un balance de masa en términos de la concentración de cada compuesto.” (Castro M, 2015). Se consideran los procesos de transporte, las fuentes externas e internas y finalmente se resuelven las ecuaciones de balance como un flujo permanente. Los resultados de la modelación se muestran en curvas que representan la variación de los parámetros a lo largo de la corriente; además se producen tres tipos de tablas que muestran los resultados: hidráulica, coeficiente de reacción y calidad de agua.

Una vez concretada toda la estructura del modelo existen ciertos requisitos de obligatorio cumplimiento para cualquier tipo de modelo de calidad de agua que se desee desarrollar, con el fin de determinar su capacidad predictiva y evaluar la precisión de sus resultados al simular una serie de datos conocidos. Los pasos requeridos para comprobar hacer funcional y predictivo un modelo de calidad del agua son:

3.1.3.1.CALIBRACIÓN

Es el procedimiento mediante el cual se ajustan los valores de los parámetros de un modelo, con el fin de reproducir de forma tan acertada como sea posible las características observadas en la realidad, de acuerdo con el nivel aceptabilidad establecido en los criterios de desempeño (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

3.1.3.2.VALIDACIÓN

La validación consiste en la comprobación de que un modelo presenta un rango satisfactorio de exactitud dentro de su dominio de aplicación, consistente con el objetivo establecido para la aplicación del modelo. Para la validación se utilizan los parámetros obtenidos durante la calibración, comparando la respuesta del modelo con la respuesta observada del sistema natural, para conjuntos de datos diferentes a los utilizados durante la calibración (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

3.1.3.3.APLICACIÓN DEL MODELO

Uso de un modelo validado para obtener conocimiento sobre el sistema natural y generar predicciones que puedan ser utilizadas por los tomadores de decisiones. Esto incluye analizar cómo se espera que el sistema natural responda frente a intervenciones humanas, para lo cual es muy importante llevar a cabo la evaluación de la incertidumbre en las predicciones del modelo. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

3.1.3.4.ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad se refiere a la estimación de la influencia de los parámetros sobre la respuesta del modelo. Un parámetro con alta sensibilidad es aquel que tiene una alta influencia sobre los resultados del modelo. Usualmente, el análisis de sensibilidad incluye la estimación de la

identificabilidad de los parámetros del modelo, entendida como la extensión del espacio paramétrico para la cual es posible identificar un valor óptimo del parámetro respectivo. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

3.2. MARCO LEGAL.

A continuación, se presentan las principales normas concernientes a los procesos de aplicación de la modelación hídrica en cuerpos de agua superficiales, algunas de ellas ahora contenidas en el decreto único reglamentario 1076 de 2015.

Decreto 1594 de 1984, en el cual se definen los usos para los cuales está destinado el recurso hídrico y se establece la necesidad de desarrollar planes de ordenamiento del recurso en los cuales debe considerarse entre otros aspectos, “el establecimiento de modelos de simulación de calidad que permitan determinar la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la capacidad de dilución de sustancias no biodegradables”.

Decreto 901 de 1997, por medio del cual se reglamentan las tasas retributivas por la utilización directa o indirecta del agua como receptor de los vertimientos puntuales y se establecen las tarifas de éstas. “La autoridad ambiental identificará las fuentes que realizan vertimientos en cada cuerpo de agua y que están sujetas al pago de la tasa. Para cada fuente debe conocer, ya sea con mediciones o bien mediante autodeclaraciones, la concentración de cada sustancia contaminante objeto del cobro de la tasa y el caudal del efluente”.

Decreto 3440 de 2004, el cual modifica el Decreto 3100 de 2003 que a su vez modifica al Decreto 901 de 1997, en su artículo 3 que modifica al artículo 6 del Decreto 3100 de 2003, establece. “Previo al establecimiento de las metas de reducción en una cuenca, tramo o cuerpo de agua, la Autoridad Ambiental Competente deberá:

1. Documentar el estado de la cuenca, tramo o cuerpo de agua en términos de calidad.
4. Calcular la línea base como el total de la carga contaminante de cada sustancia vertida al cuerpo de agua, durante un año, por los usuarios sujetos al pago de la tasa.
5. Establecer objetivos de calidad de los cuerpos de agua de acuerdo a su uso conforme a los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico. Para el primer quinquenio de cobro, en ausencia de los Planes de Ordenamiento del Recurso, las Autoridades Ambientales Competentes podrán utilizar las evaluaciones de calidad cualitativas o cuantitativas del recurso disponibles”.

Resolución 1433 de 2004, por la cual se reglamenta el artículo 12 del Decreto 3100 de 2003, sobre Planes de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV), en su Artículo 4 establece que es obligación de las personas prestadoras del servicio público de alcantarillado y sus actividades complementarias que requieran el PSMV, presentar ante la autoridad ambiental competente, entre otros tipos de información: “Proyecciones de la carga contaminante generada, recolectada, transportada y tratada, por vertimiento y por corriente, tramo o cuerpo de agua receptor, a corto plazo (contado desde la presentación del PSMV hasta el 2° año), mediano plazo (contado desde el 2° hasta el 5° año) y largo plazo (contado desde el 5° hasta el 10° año). Se proyectará al menos la carga contaminante de las sustancias o parámetros objeto de cobro de tasa retributiva”.

La Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico, en la cual se establece que dentro de la jurisdicción de cada autoridad ambiental competente la ordenación del recurso hídrico debe considerar la oferta, la demanda y el balance hídrico; el cual, requiere la elaboración de un modelo que refleje las condiciones de la fuente a ordenar.

Decreto 3930 de 2010 que tiene como objetivo fortalecer el ordenamiento del recurso hídrico como un instrumento de planificación, contemplando el uso de la modelación de calidad de agua como una de las herramientas para contribuir con el desarrollo de dicho objetivo.

Decreto 50 de 2018, el cual modifica parcialmente el Decreto 1076 de 2015, define que, dentro de la evaluación ambiental de un vertimiento, la cual deben presentar los generadores que desarrollen actividades industriales, comerciales y/o de servicio, así como los provenientes de conjuntos residenciales debe contener: “Predicción y valoración de los impactos que puedan derivarse de los vertimientos puntuales generados por el proyecto, obra o actividad al cuerpo de agua. Para tal efecto, se deberá tener en cuenta el Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico, el modelo regional de calidad del agua, los instrumentos de administración y los usos actuales y potenciales del recurso hídrico. La predicción y valoración se realizará a través de modelos de simulación de los impactos que cause el vertimiento en el cuerpo de agua, en función de su capacidad de asimilación y de los usos y criterios de calidad establecidos por la Autoridad Ambiental competente”.

Resolución 959 de 2018, por medio de la cual se adopta la Guía Nacional de Modelación del Recurso Hídrico para aguas superficiales continentales. “La Guía establece las directrices generales para la modelación matemática aplicada a la gestión integral del recurso hídrico que deberán aplicar las autoridades ambientales y los usuarios, de conformidad con lo establecido en el Decreto 1076 de 2015”.

4. METODOLOGÍA

Para la simulación de la calidad de las quebradas se utilizará un modelo simplificado basado en la ecuación de Streeter y Phelps y en datos aportados por modelos elaborados en la plataforma QUAL2Kw de tipo unidimensional, la cual permite realizar predicciones y modelar el comportamiento de ciertas sustancias de interés. En este caso se hará uso de la información proporcionada por el modelo QUAL2Kw para alimentar los modelos simplificados, los cuales se plantearán en el software Microsoft Excel®.

El modelo QUAL2Kw, permite evaluar la capacidad asimilativa del agua residual de un sistema, mediante la simulación de varios constituyentes de calidad del agua, resolviendo las ecuaciones de advección-dispersión de masa y de reacción (Chapra, et al. 2012).

La información de los modelos complejos elaborados en QUAL2Kw se obtuvo a partir de los estudios realizados en ambas corrientes por el Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento (GIAS), “Validación de la propuesta metodológica para la estimación del caudal ambiental en el proceso de reglamentación del uso de las aguas del río Quinchía y sus principales tributarios” (Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento –GIAS-, Corporación Autónoma Regional de Risaralda –CARDER-, 2018) y “Caracterización y modelación de la quebrada Dosquebradas y monitoreo de los tributarios urbanos receptores de descargas correspondiente al año 2013 del área de cobertura de

Serviciudad E.S.P” (Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento –GIAS-, SERVICIUDAD, 2014).

Con el fin de comprender y calibrar los modelos se hizo uso de fuentes bibliográficas, al igual que de las herramientas mencionadas (Microsoft Excel® y QUAL2Kw). Posteriormente, para evaluar el comportamiento de ambos modelos en diferentes escenarios, se modificaron variables e información en ambas plataformas, analizando los cambios en los resultados obtenidos.

Por último, se compararon las implicaciones prácticas de los modelos, para esto se hizo uso de un análisis de costos.

En términos metodológicos se llevaron a cabo las siguientes fases para dar cumplimiento a los cuatro objetivos específicos encaminados al cumplimiento del objetivo general:

4.1. REVISIÓN DE FUENTES BIBLIOGRÁFICAS

La revisión de información secundaria se llevó a cabo continuamente a lo largo del proceso, en busca de información confiable relacionada con cada etapa de la modelación, así como casos prácticos relacionados con el tema; incluyendo costos de su aplicación y la normatividad correspondiente.

Durante la revisión de información se buscó principalmente el conocimiento disponible sobre el manejo de las tasas, las ecuaciones que describen la degradación de los parámetros a modelar, guías oficiales de modelación y la normatividad vigente en el país concerniente a todo el tema de la modelación de calidad de aguas, así como estudios realizados en el campo que pudieran servir como una línea base y referencia para la creación de los modelos simplificados.

4.2. ESTRUCTURACIÓN Y AJUSTE MODELO SIMPLIFICADO

En esta etapa se definieron las ecuaciones, tasas y constantes utilizadas en el modelo y se estableció su estructura a partir de dichas ecuaciones; posteriormente se verificó el funcionamiento del modelo.

Para el desarrollo del proyecto se modelaron los parámetros: DBO, OD, Coliformes Fecales y Caudal, como complemento se hizo uso de información complementaria como tasas de re-aireación, desoxigenación, temperatura, profundidad, velocidades de flujo y constantes hidráulicas.

Para el cálculo de las tasas, fueron utilizadas las fórmulas descritas en la Metodología para la Definición de la Longitud de Influencia de Vertimientos sobre Corrientes de Agua Superficial (ANLA, 2013), así como el documento Evaluación de la Cinética de Oxidación y Remoción de Materia Orgánica en la Autopurificación de un Río de Montaña (Rivera-Gutiérrez, 2015), los cuales detallan los datos y ecuaciones necesarias para estimar las tasas de remoción (k_r), desoxigenación (k_d) y sedimentación (k_s); no obstante, se utilizaron las tasas del modelo QUAL2Kw con el fin de comparar el ajuste de los resultados en los modelos simplificados.

Para estimar la degradación de la concentración de oxígeno disuelto se utilizó el modelo de Streeter y Phelps, tomando las concentraciones iniciales de oxígeno disuelto, el oxígeno disuelto de

saturación, la DBO última, las tasas de remoción y desoxigenación (k_r y k_d) y finalmente el tiempo de viaje (t).

En el caso de la degradación de la DBO, la ecuación de primer orden utilizada es la misma descrita en el manual del QUAL2Kw para simular la cinética de la misma, dicha ecuación solo requiere la concentración inicial de la DBO, la tasa de desoxigenación (k_d) y el tiempo (t).

Finalmente, con la intención de modelar el comportamiento de los coliformes fecales (CF) se hizo uso de la ecuación definida en la guía Mesoca para sustancias no conservativas, pues solo requiere los datos de concentración inicial de los coliformes (Colif Fecal (mic/100ml)). Los valores de la constante de extinción se asumieron 0.1 para Dosquebradas y 0.001 para Quinchía y el valor de tiempo (t).

4.3. REVISIÓN MODELOS QUAL2KW

Se revisó la información disponible en los modelos y se extrajo aquella necesaria para alimentar los modelos simplificados.

Para el modelo QUAL2Kw del río Quinchía se utilizó el modelo de reaeración interno, mientras para la quebrada Dosquebradas se utilizó el modelo de reaeración definido por el usuario. La herramienta QUAL2Kw cuenta con diferentes modelos de reaeración predeterminados permitiendo que el usuario seleccione el que mejor se ajuste a los requerimientos de la corriente simulada, sin embargo, el usuario también puede fijar el valor de la tasa de reaeración (k_a) en el valor con el cual desee que trabaje el modelo.

4.4. CALIBRACIÓN DEL MODELO SIMPLIFICADO

Se utilizó la información, datos de calidad y cantidad de agua proporcionados por los modelos de la quebrada Dosquebradas y el río Quinchía, elaborados en QUAL2Kw para alimentar el modelo y realizar el proceso de calibración. Esta consiste en el ajuste de los datos del modelo realizado con el fin de representar con la mayor semejanza posible el escenario de referencia; si los resultados obtenidos predicen de manera correcta las condiciones esperadas en el escenario evaluado se puede inferir que el modelo fue calibrado correctamente.

4.5. MODELACIÓN DE ESCENARIOS Y VALIDACIÓN

Una vez comprobada calibración del modelo se procedió a ingresar un segundo grupo de datos con valores diferentes en sus parámetros con el fin de validar la funcionalidad del modelo.

Si estos datos representan de forma aceptable el escenario estudiado se puede decir que el modelo tiene validez, de lo contrario se deben buscar y corregir los errores a través de otra calibración.

Una vez arrojados los resultados se realizó una comparación entre los modelos complejo y simplificado con el fin de analizar la confiabilidad de los mismos, basados en la cantidad de información y los procedimientos llevados a cabo por cada uno.

Los resultados arrojados en la estimación de cada parámetro fueron graficados cruzando la concentración en cada punto con la distancia recorrida, de la misma manera que se presentan en los modelos elaborados en QUAL2Kw; esto facilitó la comparación de los resultados arrojados por el modelo simplificado en primera instancia permitiendo apreciar las similitudes y diferencias exhibidas por los valores de concentración calculados.

4.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Si bien para comparar modelos, se usan métodos como la varianza y pruebas de hipótesis, en este caso no era posible debido a que la cantidad de datos no es lo suficientemente grande para determinar la semejanza o diferencia entre los resultados de ambos modelos. Por lo tanto, se decidió usar el Porcentaje de Error Medio Absoluto (PEMA) y el Porcentaje Medio de Error (PME), estimados (para cada parámetro) a partir de la diferencia entre los datos de concentración del modelo QUAL2KW y el modelo simplificado, en relación con los datos del modelo complejo.

A partir de un análisis estadístico como soporte de confiabilidad (además del método gráfico) realizado en ambos modelos, se estimó el porcentaje de error medio y el porcentaje de error medio absoluto para los datos de concentración de los tres parámetros en cada tramo. Subsiguientemente, se promediaron los errores con el fin de determinar el porcentaje de error de los datos de concentración calculados para cada parámetro.

De acuerdo con lo anterior, es pertinente mencionar que el porcentaje de error medio es la suma de los errores obtenidos; este expresa la exactitud como un porcentaje de error. Sin embargo, es posible que, a pesar de obtener un comportamiento gráfico similar, algunas veces se observe un valor del PEMA muy elevado pues este divide el valor del error entre los datos reales y aquellos valores que se aproximan a 0 pueden aumentar significativamente el PEMA.

4.7. ANÁLISIS DE COSTOS

Una vez comprobado exitosamente la validación de los modelos se procedió a realizar un análisis costo haciendo uso de la estadística descriptiva se evaluaron las implicaciones en términos de costos de implementación y operación de los modelos para los usuarios.

Se utilizaron los datos de calidad obtenidos de los modelos QUAL2Kw de las corrientes Quinchía y Dosquebradas, como entradas de los modelos simplificados. De acuerdo con lo anterior, sirvieron como datos de entrada las características físicas de la corriente como caudal, temperatura, extensión de los tramos, profundidad, velocidad y tiempo de viaje; y las químicas como pH, concentraciones iniciales de DBO, OD y coliformes fecales.

Finalmente, se obtuvieron los costos unitarios de las mediciones en laboratorio y toma de muestras realizadas en campo de los parámetros requeridos en los modelos tanto simplificado como complejo, para la modelación de una corriente o un vertimiento. Respecto a este último, es pertinente mencionar que para la toma de muestras de un vertimiento se debe realizar aguas arriba del vertimiento, en el vertimiento y como mínimo en un punto aguas abajo garantizando mezcla completa.

5. RESULTADOS

5.1. DATOS DE ENTRADA DE MODELOS SIMPLIFICADOS

En primer lugar, se realizó la alimentación de la hoja de datos de entrada con la información suministrada por los modelos complejos como se explicó anteriormente. En esta hoja se ingresaron los datos de parámetros fisicoquímicos, concentraciones iniciales de cada parámetro, constantes necesarias para los cálculos, temperatura, extensión y características de cada uno de los tramos. En las siguientes ilustraciones se presentan las hojas de datos de entrada de los 2 modelos simplificados con sus datos correspondientes:

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R
1	Datos																	
2		Agua Anal Dosquebradas	Q. Manzales	Q. Soledad	Q. Molinos	Q. La Villana	Q. Frailes	Q. Guatimán	Q. La Fria									
3	Q (m³/s)	0.120	0.1320	0.0820	0.1050	0.2520	0.2740	0.1520	1.72									
4	Temp (°C)	19.60	22.00	22.00	21.00	23.00	25.00	24.00	21.00									
5	OD (mg/l)	7.50	5.17	2.70	6.30	0.45	0.75	6.10	6.30									
6	OD ₅ (mg/l)	7.55	7.63	7.64	7.68	7.66	7.66	7.67	7.75									
7	OD ₂₀ (mg/l)	1.95	19.50	75.50	4.43	126.00	53.20	7.75	17.30									
8	Coef fecol (unidades/100ml)	7400.00	7500.00	7000.00	7200.00	2400.00	2000.00	520.00	3000.00									
9	K ₁	30.00	60.00	40.00	70.00	20.00	10.00	60.00	30.00									
10	K ₂	8.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	1.50	2.00									
11	Características principales tramos del río																	
12	Tramo	Extensión del tramo (km)	Velocidad (m/s)	Velocidad (km/h)	Profundidad (m)	Tiempo por tramos horas	Tiempo acumulado horas	Tiempo acumulado días	O. D. (mg/l)	O.Ds (mg/l)	Temp agua (°C)	K ₁	pH	NT (mg/l)	FT (mg/l)	Temp ambiente (°C)	SST (mg/l)	% Sat. OD
13	Agua Anal Dosquebradas	2.35	0.137	0.000137226	0.238	0	0.00	0.00	7.50	7.55	19.67	0.30	7.75	276.00	0.00	22.00	3.90	100.00
14	Q. Manzales	1.11	0.281	0.000280004	0.263	4.31	4.31	0.20	5.21	7.63	19.67	0.30	7.72	430.26	0.00	21.00	30.00	68.16
15	Q. Soledad	0.91	0.424	0.000424146	0.523	0.64	5.45	0.23	2.81	7.64	19.67	0.30	7.58	470.07	0.00	20.44	36.20	76.78
16	Q. Molinos	0.67	0.454	0.000445066	0.303	0.06	5.83	0.24	4.43	7.66	19.67	0.30	7.52	420.51	0.00	23.00	14.00	58.68
17	Q. La Villana	2.47	0.239	0.000239228	0.436	2.31	8.32	0.34	1.02	7.66	19.67	0.30	6.33	362.04	0.00	24.71	50.20	11.33
18	Q. Frailes	0.38	0.111	0.000111289	0.225	0.18	8.33	0.34	0.35	7.66	19.67	0.30	6.72	407.13	0.00	24.00	73.20	11.40
19	Q. Guatimán	0.18	0.477	0.00047728	0.316	0.10	8.33	0.35	2.07	7.67	19.67	0.30	6.76	468.27	0.00	20.00	15.50	29.96
20	Q. La Fria	2.27	0.347	0.000346878	0.511	8.09	11.49	0.40	6.30	7.75	19.67	1.30	7.63	8.00	0.00	20.00	19.00	89.82
21		0.120	0.336	0.603	0.156	0.979	1.369	1.516	1.722	1.948	19.67	0.30	7.75	1.948	0.00	20.00	19.00	89.82
22		118	227.000	351.000	269.000	123.000	385.000	381.000	227.000	0.000								
23	Datos de entrada																	
24		línea base	D60 S	OD	CF	Cálculo de error												
25																		
26																		

Ilustración 1. Datos de entrada modelo simplificado Dosquebradas.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S			
	Datos																					
	Nacimiento	Q. El Ciro	Q. Barahona	Q. La Dama	Q. Dosquebradas	Q. Bañados	Q. Labor	Q. Lasapias	Q. Corroguá	Q. Baturo	Q. Guayama	Desembocadura										
Q (m³/s)	0.027	0.0300	0.0900	0.0400	0.0510	0.0300	0.0450	0.0700	0.0700	0.3500	0.1000	0.0070										
Temp (°C)	16.79	17.00	18.10	20.50	19.00	22.20	19.00	21.10	20.20	22.00	24.00	22.50										
OD (mg/l)	6.37	7.44	7.37	7.17	6.81	6.82	7.01	6.83	7.32	7.33	7.72	7.41										
OD ₅ (mg/l)	7.45	7.91	7.95	7.97	7.42	7.51	7.53	7.41	7.73	8.42	7.97	7.92										
OD ₂₀ (mg/l)	2.05	2.05	2.05	2.05	2.35	2.05	2.05	2.05	2.05	2.05	2.05	2.05										
Coef. Fecol	10.00	1300.00	2400.00	10.00	10.00	230.00	10.00	10000.00	130.00	230.00	130.00	230.00										
K ₁	150.00	170.00	60.00	54.47	13.00	12.85	8.50	11.30	11.21	37.00	25.00	28.30										
K ₂	0.13	0.15	0.23	0.26	0.17	0.55	0.75	0.53	0.57	0.36	0.39	0.39										
	Características principales tramos del río																					
	Tramo	Extensión del tramo (km)	Velocidad (m/s)	Velocidad (km/h)	Profundidad (m)	Tiempo por tramos horas	Tiempo acumulado a horas	Tiempo acumulado a días	O.D. (mg/l)	O.D ₅ (mg/l)	Temp agua (°C)	K ₁	pH	NT (mg/l)	FT (mg/l)	Temp ambiente (°C)	SST (mg/l) % Sat. CO ₂	Altura (metros)				
19	Nacimiento	3.000	0.103	0.000103	0.105	0	0.00	0.000	6.37	7.45	16.73	0.35	7.00	10000.00	30.00	18.2	3.90 85.50	2333.417				
20	Q. El Ciro	0.450	0.194	0.000194	0.309	5.30	5.30	0.247	7.44	7.91	17.00	0.35	7.00	10000.00	30.00	20.26	8.50 34.33	1934.850				
21	Q. Barahona	0.000	0.235	0.000235	0.192	0.73	6.04	0.277	7.05	7.95	18.10	0.275	7.00	10000.00	30.00	22.8	3.90 36.33	1020.695				
22	Q. La Dama	1.000	0.327	0.000327	0.216	0.03	7.44	0.312	7.28	7.97	18.10	0.277	7.00	10000.00	30.00	18.88	11.20 31.34	1000.000				
23	Q. Dosquebradas	1.950	0.224	0.000224	0.163	2.03	9.48	0.362	7.00	7.42	19.00	0.344	7.00	10000.00	30.00	20.26	3.90 36.40	1740.000				
24	Q. Bañados	0.300	0.238	0.000238	0.455	2.27	11.75	0.406	7.13	7.51	19.00	0.344	7.00	10000.00	30.00	19.67	5.00 34.90	1030.173				
25	Q. Labor	2.720	0.235	0.000235	0.625	2.20	13.95	0.453	7.30	7.53	19.00	0.628	7.00	10000.00	30.00	21	3.90 36.90	1027.000				
26	Q. Lasapias	2.260	0.367	0.000367	0.445	2.76	16.71	0.503	7.72	7.41	21.10	0.718	7.00	10000.00	30.00	16.8	6.70 104.14	1388.000				
27	Q. Corroguá	1.000	0.296	0.000296	0.473	0.89	17.60	0.608	7.32	7.73	21.10	0.618	7.00	10000.00	30.00	17.04	6.70 99.82	1040.540				
28	Q. Baturo	1.000	0.295	0.000295	0.302	9.88	27.48	0.723	7.47	8.42	22.00	0.752	7.00	10000.00	30.00	21	6.60 88.87	1000.500				
29	Q. Guayama	3.210	0.406	0.000406	0.309	1.01	28.50	0.771	7.40	7.97	24.00	0.868	7.00	10000.00	30.00	21	7.30 93.82	1050.554				
30	Desembocadura	0.30	0.439	0.000439	0.162	1.70	30.20	0.841	7.59	7.92	24.00	0.868	7.00	10000.00	30.00	21	10.10 95.82	1101.111				
31		0.027	0.030	0.103	0.309	0.416	0.482	0.629	1.064	1.639	21.10	0.868	7.00	10000.00	30.00	21	10.10 95.82	1101.111				
32		62.000	94.000	206.000	25.000	65.000	347.000	235.000	675.000	5.100												
33	Datos de entrada																					
34		Unidad base	DSO 3	CO ₂	CF																	

Ilustración 2 Datos de entrada modelo simplificado Quinchía.

5.2. RESULTADOS GRÁFICOS Y COMPARACIÓN DE LOS MODELOS SIMPLIFICADO Y COMPLEJO

A continuación, se presenta el comportamiento a modo de comparación entre todos los parámetros simulados por el modelo simplificado y el modelo QUAL2Kw. Es necesario mencionar que los tributarios que afectan las concentraciones de la corriente principal aparecen en diferentes puntos a lo largo de la misma, debido a que los modelos complejos sitúan los cambios de concentración a la mitad de los tramos, a diferencia de los modelos simplificados que los sitúan al inicio de estos.

Para la quebrada Dosquebradas los datos obtenidos del parámetro DBO_5 fueron comparados con el parámetro DBOCfast del modelo QUAL2Kw pues es el que posee un comportamiento similar; lo cual se puede observar en la siguiente ilustración:

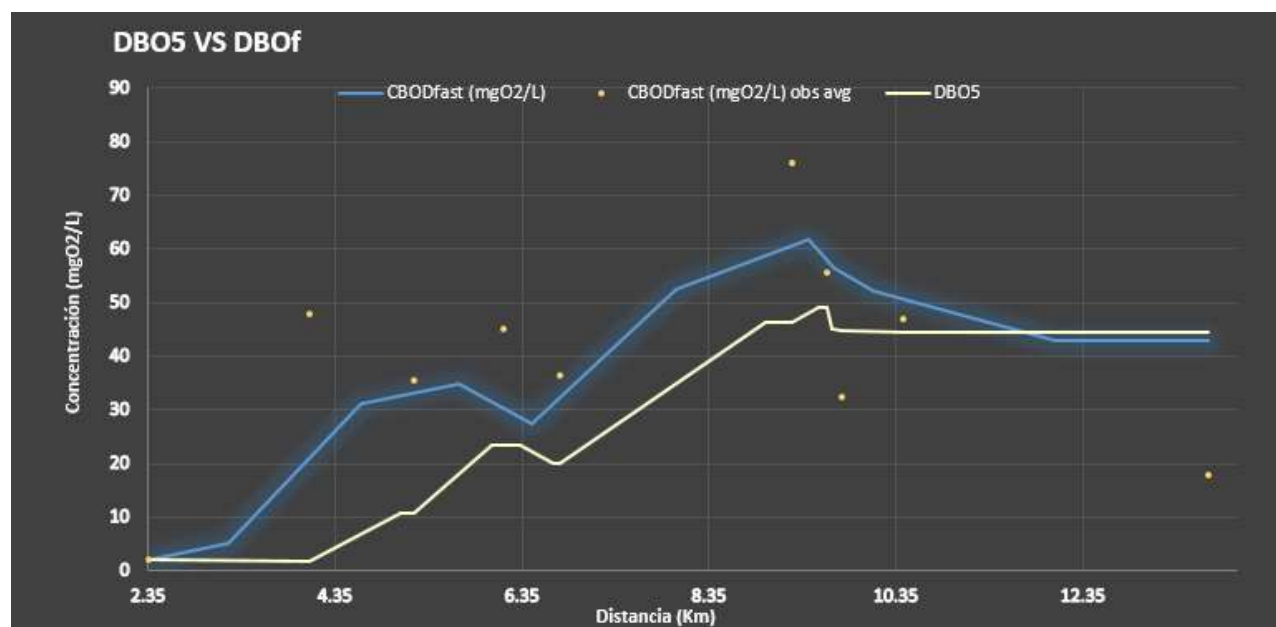


Ilustración 3 Datos de DBO_5 y DBOCfast modelo Dosquebradas.

Los puntos amarillos apreciados en la ilustración anterior representan los datos medidos en campo utilizados para la calibración del modelo QUAL2Kw, la línea azul representa la concentración de DBOCfast simulada por el modelo complejo mientras la línea blanca demuestra el comportamiento de la DBO_5 simulada por el modelo simplificado.

Según el comportamiento de ambas líneas en la gráfica la concentración de DBO va en incremento desde el kilómetro 4 a medida que van ingresando nuevos tributarios, de los cuales los aportes más representativos en términos de concentración son la Quebrada Manizales en el kilómetro 5.05, la Quebrada Molinos en el kilómetro 6.69 y la Quebrada La Víbora en el kilómetro 8.95 donde ambos modelos alcanzan su punto máximo de concentración, cerca de $50 \text{ mgO}_2/\text{L}$ para el modelo simplificado y un poco por encima de $60 \text{ mgO}_2/\text{L}$ para el modelo QUAL2Kw. A partir de este punto la concentración disminuye hasta estabilizarse alrededor de los $45 \text{ mgO}_2/\text{L}$ y continúa con este valor hasta la desembocadura. Cerca al kilómetro 8, se puede inferir que es una corriente contaminada pues la carga que ha ingresado anteriormente no ha podido ser degradada, y adicionalmente hay ingreso de una carga mayor.

Como se muestra en la ilustración (4) la comparación entre los datos de DBO_5 del modelo simplificado y DBOCfast del modelo complejo para el río Quinchía, se ven representados por las líneas blanca y azul respectivamente. Por otra parte, los puntos amarillos en la gráfica representan los datos medidos en campo para este parámetro.

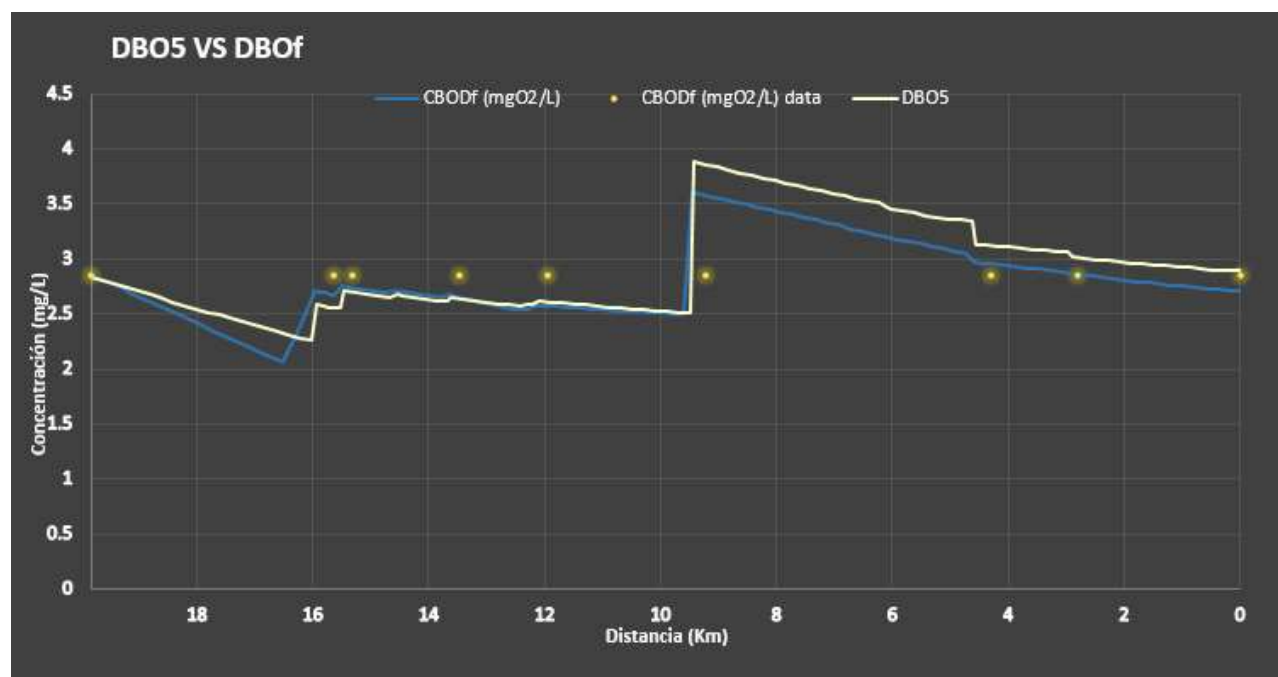


Ilustración 4 Datos de DBO_5 y DBOCfast modelo Quinchía.

Basándonos en lo observado en ambos modelos es evidente que se presenta un comportamiento similar para la DBO con concentraciones por debajo de $3 \text{ mgO}_2/\text{L}$ con una pequeña elevación en la concentración alrededor del kilómetro 16 debido a la entrada de la Quebrada el Crisme y algunos aportes difusos los cuales también aportan a dicho incremento, adicionalmente se puede apreciar un segundo aumento de mayor proporción en el kilómetro 9.44 ocasionado por el ingreso de la Quebrada Lavapiés incrementando los valores de concentración a más de $3.5 \text{ mgO}_2/\text{L}$ para finalmente entrar en un descenso constante hasta llegar a la desembocadura del Río Quinchía.

En la ilustración (5) se presenta una comparación del comportamiento del oxígeno disuelto para los modelos complejo y simplificado de la quebrada Dosquebradas, en este caso la línea verde representa los valores de dicho parámetro en el modelo complejo, la línea blanca representa los valores de oxígeno disuelto para el modelo simplificado y los puntos de color azul representan los datos medidos en campo.

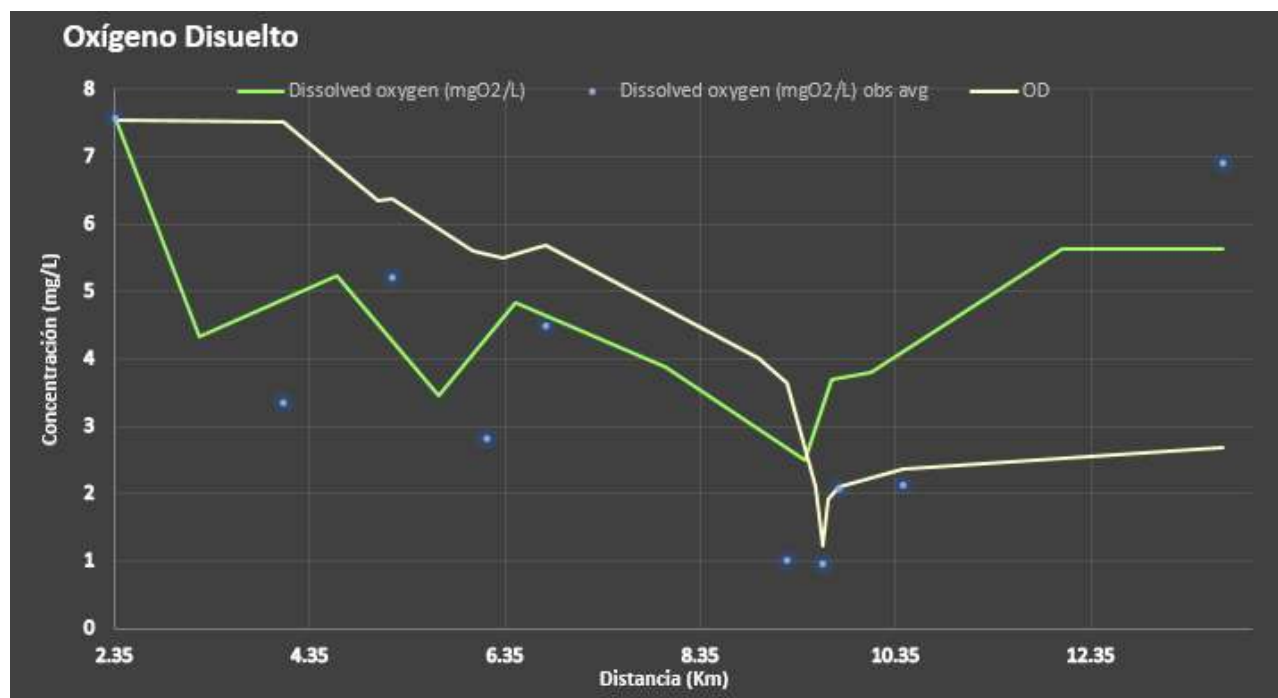


Ilustración 5 Datos de Oxígeno Disuelto modelo Dosquebradas.

El decremento en los valores de concentración de Oxígeno disuelto se debe principalmente a las entradas de los tributarios con un valor elevado de DBO, principalmente al ingreso de las quebradas Molinos en el kilómetro 6.69 y La Víbora en el 8.95 donde decae abruptamente hasta valores cercanos a 1 mgO₂/L evidenciándose condiciones de anoxia no aptas para la vida acuática. No obstante, los valores de OD tienden a recuperarse sin alcanzar los rangos óptimos ya que la carga contaminante aún no ha podido ser degradada.

En la ilustración (6) se expone la comparación entre los valores del parámetro oxígeno disuelto para el río Quinchía, la línea verde representa el comportamiento de dicho parámetro en el modelo complejo, la línea blanca representa el comportamiento del mismo en el modelo simplificado y los puntos azules representan los datos medidos en campo.

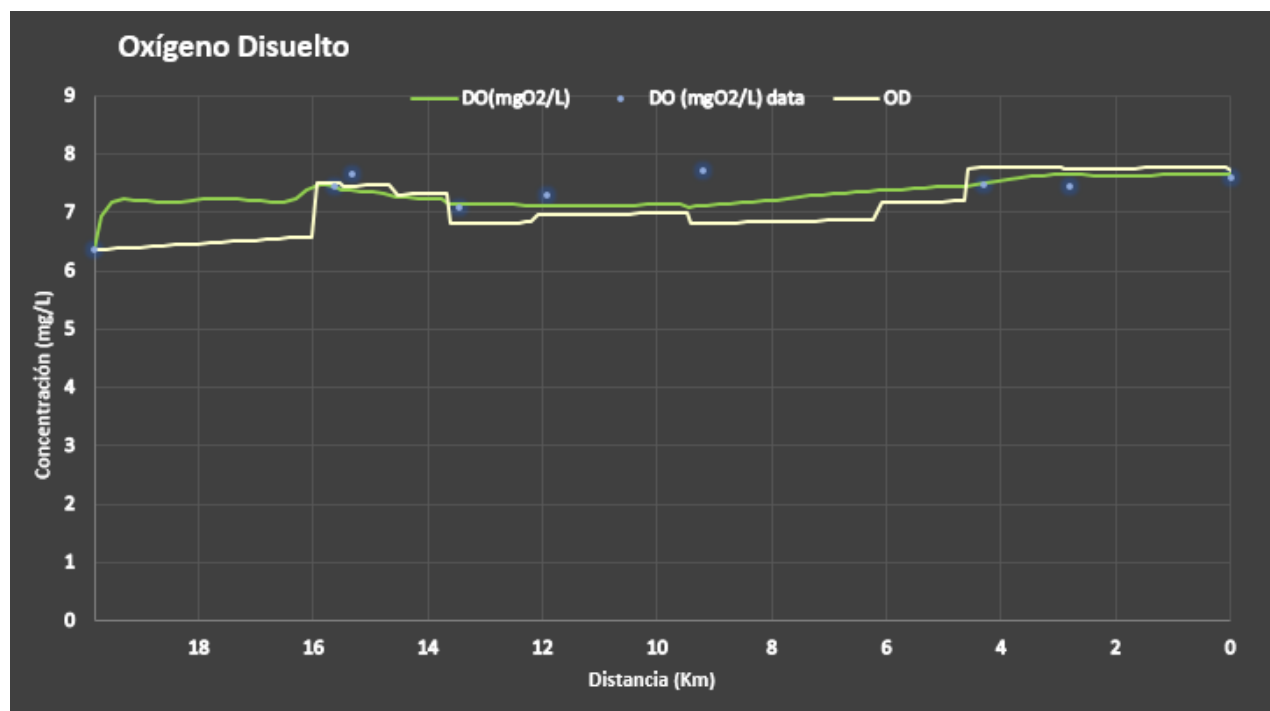


Ilustración 6 Datos de Oxígeno Disuelto modelo Quinchía.

En ambos modelos (simplificado y complejo), se mantienen datos estables sin diferencias significativas entre los valores. Pese a que la concentración de OD para el río Quinchía fluctúa entre valores de 6 y 8 mgO₂/L que en términos generales indica buena calidad, en el kilómetro 16 donde ingresa la quebrada El Crisme y en el kilómetro 4.63 donde la quebrada Batero entrega sus aguas a la corriente principal, se evidencian los puntos más altos debido al aumento del caudal.

En la ilustración (7) se pueden apreciar los resultados obtenidos en relación con el parámetro de Coliformes Fecales en ambos modelos para la quebrada Dosquebradas, la línea roja representa los datos arrojados por el modelo complejo, la línea blanca representa los datos arrojados por el modelo simplificado y los puntos amarillos en la gráfica corresponden a los datos medidos en campo.

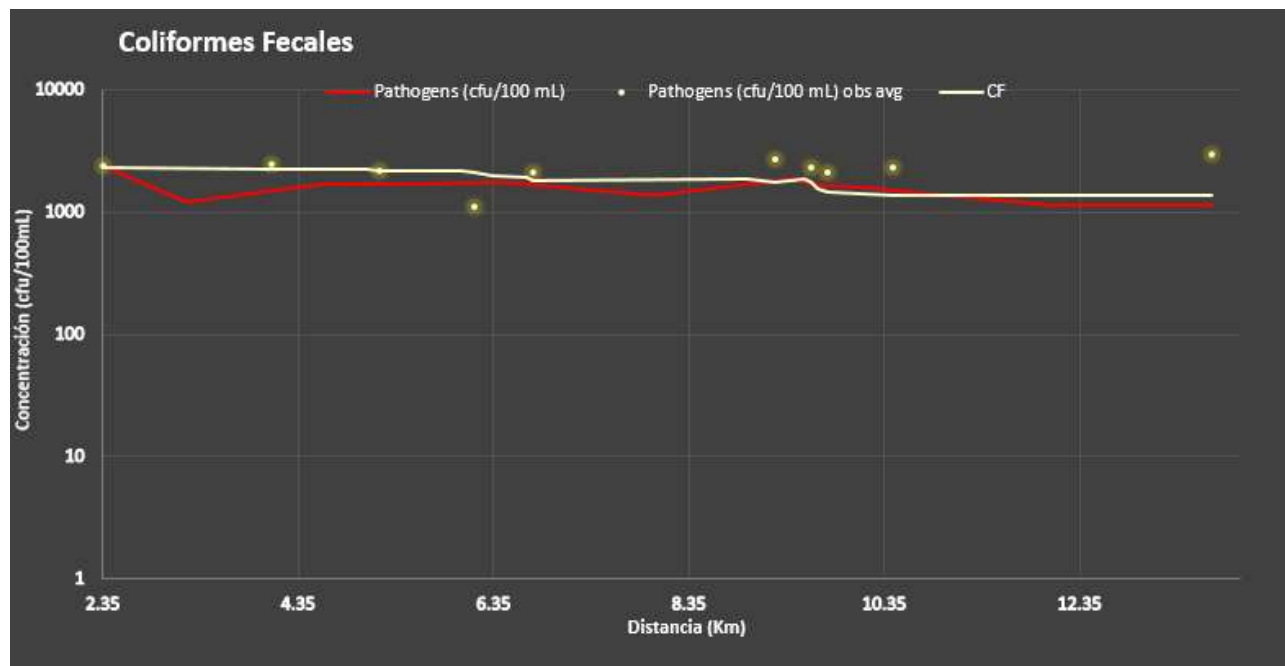


Ilustración 7 Datos de Coliformes Fecales modelo Dosquebradas.

Tanto el modelo simplificado como complejo mantienen un comportamiento similar sin presentar variaciones significativas, fluctuando entre 1300 y 2400 UFC/100ml, además ambos modelos se ajustan de buena manera a los datos de campo representando correctamente el comportamiento de la corriente durante todo su recorrido.

La ilustración (8) expone la comparación entre los resultados obtenidos para el parámetro Coliformes Fecales de los modelos complejo y simplificado en el río Quinchía, la línea azul representa los datos del modelo complejo, la línea blanca representa los datos del modelo simplificado y los puntos de color naranja representan los datos medidos en campo.

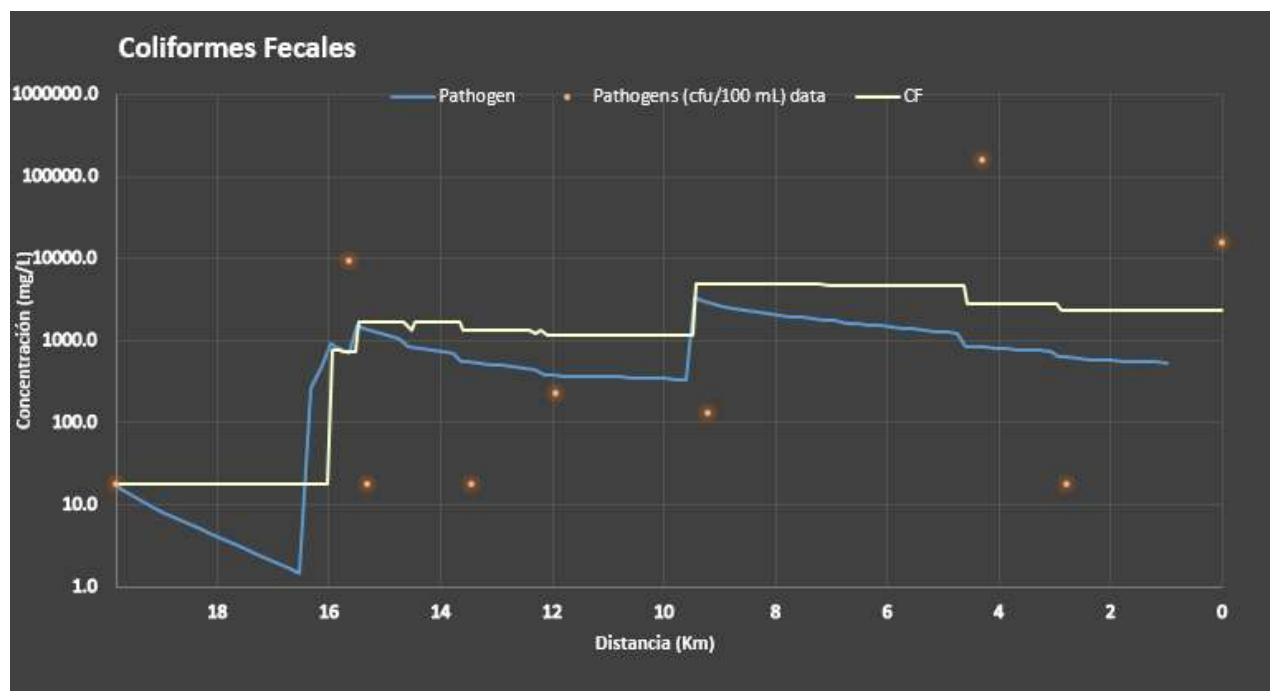


Ilustración 8 Datos de Coliformes Fecales modelo Quinchía.

La concentración de Coliformes Fecales aumenta al ingresar la Q. El Crisme en el kilómetro 15.94; pese a que hay ingresos con cargas de Coliformes mucho mayores, se debe tener en cuenta el caudal total al momento de la mezcla del cauce principal con el tributario, determinando si el impacto en la corriente es significativo como ocurre en el kilómetro 9.44 cuando ingresa la Q. Lavapiés con una concentración y caudal altos, aumentando hasta casi 5000 mg UFC/100ml.

El comportamiento de ambos modelos difiere notablemente de los datos medidos en campo, adicionalmente se puede apreciar que el modelo complejo tiende a decaer de manera mucho más rápida que el modelo simplificado, puesto que las tasas utilizadas para ambos modelos tienen los mismos valores esto puede deberse a consideraciones secundarias hechas por el modelo complejo que influyen en el decaimiento acelerado de la concentración de los coliformes fecales y quizás también se vea influenciado por aportes difusos sobre la corriente los cuales no se ven reflejados en la modelación simplificada.

5.3. TASAS Y CONSTANTES EMPLEADAS PARA LA MODELACIÓN

En el proceso de calibración se calcularon las tasas y constantes requeridas para la estimación de cada uno de los parámetros modelados; sin embargo, en última instancia fueron utilizados los mismos valores de las constantes empleadas por el modelo complejo debido a que estas presentaron un mejor ajuste al momento de comparar los resultados obtenidos. En las tablas (1 y 2) se presentan los valores de las constantes utilizadas para los modelos Quinchía y Dosquebradas en cada una de las secciones de ambas corrientes:

Tabla 1 Valores de las tasas utilizadas en el modelo de la Quebrada Dosquebradas.

Sección de la corriente	Valor de las constantes			
	kr (1/d)	kd (1/d)	kb (1/d)	Vs (m/d)
Agua Azul Bocatoma	30	0.10	0.1	1.9698
Q. Manizales	60	0.10		
Q. Soledad	40	0.10		
Q. Molinos	70	0.10		
Q. La Víbora	20	0.10		
Q. Frailes	10	0.10		
Q. Gutiérrez	80	0.10		
Q. La Fría	90	1.90		

Tabla 2 Valores de las tasas utilizadas en el modelo del Río Quinchía.

Sección de la corriente	Valor de las constantes			
	kr (1/d)	kd (1/d)	kb (1/d)	Vs (m/d)
Nacimiento	190	0.95	0.001	1.1989
Q. El Crisme	170	0.77		
Q. Barroblanco	60	0.875		
Q. La Dominga	54.474	0.777		
Q. Dosquebradas	13	0.544		
Q. Barrigón	12.89	0.544		
Q. Tabor	8.5	0.639		
Q. Lavapiés	11.3	0.736		
Q. Convergá	11.212	0.639		
Q. Batero	37.8	0.752		
Q. Guanquía	25	0.664		
Desembocadura	28.3	0.664		

5.4. PORCENTAJES DE ERROR

A continuación, se muestran los resultados del cálculo de los porcentajes de error para cada uno de los parámetros, al comparar los datos medidos en campo con los arrojados por los modelos simplificados:

Tabla 3 Porcentajes de error por parámetro modelos Quinchía y Dosquebradas.

Parámetro	Modelo Quinchía		Modelo Dosquebradas	
	Promedio PEMA	Promedio PME	Promedio PEMA	Promedio PME
Oxígeno Disuelto	4%	3%	46%	-6%
DBO5	6%	-4%	28%	26%
Coliformes Fecales	39%	-37%	3%	-3%

En primer lugar, con respecto al parámetro de OD, se evidencia un error bajo (4%) en la comparación de los datos arrojados por cada uno de los modelos en el río Quinchía. La mayoría de los valores del modelo complejo están por encima de los reflejados en el modelo simplificado, por lo tanto, el PME dará positivo; sin embargo, los datos de este último se ajustan mejor a los valores medidos en campo.

Con respecto a los resultados de la modelación en relación con el OD en la quebrada Dosquebradas, se presenta un error significativo equivalente al 46% probablemente debido a la extensión de los tramos y a la no segmentación de los mismos en el modelo simplificado.

En relación con la DBO₅ modelada en el río Quinchía, los resultados obtenidos en la modelación no difieren significativamente (6%); además los datos del modelo complejo se encuentran por debajo (en su mayoría) de los datos arrojados por el modelo simplificado; tal como lo indica la ilustración (4), ambos modelos se ajustan a los datos tomados en campo.

En cuanto a la DBO₅ resultante de la modelación en la quebrada Dosquebradas, el porcentaje de error es considerado alto con un 28%, probablemente debido a que los vertimientos puntuales se ingresaron por tramos como aportes difusos en el modelo complejo; es decir, no se caracterizaron por separado ni se incluyeron en la topología detallada, a causa de la limitación de recursos en el estudio original, lo que afecta el modelo simplificado en conjunto con el nivel de segmentación del mismo.

Si bien el error obtenido en relación con los coliformes fecales para los modelos del río Quinchía es considerado significativamente alto (39%), es pertinente mencionar que el comportamiento gráfico de ambos modelos es similar; sin embargo, los mismos no se ajustan bien a los datos de campo por lo tanto es difícil determinar cuál de los dos posee un mejor ajuste.

En la quebrada Dosquebradas, a el error medido matemáticamente es de un (3%), en términos gráficos tanto el modelo complejo como simplificado presentan una tendencia similar en el comportamiento ajustándose además a los datos medidos en campo.

La estimación de los costos que requiere la modelación de una corriente permite evidenciar una clara diferencia en el valor que corresponde a cada tipología de modelo aplicado al río Quinchía y la quebrada Dosquebradas, debido a la cantidad de parámetros requeridos en cada modelo especialmente en el aspecto de hidrodinámica exigido en el modelo complejo, el cual tiene un valor variable dependiendo de las características de la corriente, el número de tramos y su extensión.

5.5. COSTOS DE MODELACIÓN

A continuación, se encuentran las tablas con los costos en pesos colombianos (COP) de la toma de muestras y evaluación de cada uno de los parámetros requeridos para la modelación tanto compleja como simplificada. Cabe resaltar que el componente de hidráulica para el modelo complejo es un costo único para toda la corriente; es decir, este valor aplica para la corriente entera y solo debe contarse una única vez en los costos de aplicación de este tipo de proyectos.

5.5.1. COSTOS MODELO SIMPLIFICADO

En la siguiente tabla (4) se exponen los costos de aplicación de un modelo simplificado, considerando todos los parámetros requeridos en cada punto monitoreado para llevar a cabo la modelación de la corriente:

Tabla 4 Costos toma de muestras y evaluación de parámetros necesarios por punto de muestreo para un modelo simplificado.

PARAMETRO	COSTO (\$)
DBO5 Total	\$143,300
DBO Última	\$87,600
Sólidos Suspendidos Totales	\$25,600
Sólidos Suspendidos Volátiles	\$20,200
Sólidos Sedimentables	\$11,200
Sólidos Disueltos Totales	\$20,200
Coliformes fecales	\$52,500
Coliformes totales	\$52,500
Oxígeno disuelto	\$20,200
Toma, transporte de muestras y aforo de caudal	\$230,000
TOTAL UNITARIO	\$716,100

Como resultado obtuvimos que el costo de muestreo de un punto y la evaluación de los parámetros solicitados por el modelo simplificado es de \$ 716,100.

5.5.2. COSTOS MODELO COMPLEJO

En la tabla (5) se muestran los costos de aplicación de un modelo complejo, considerando todos los parámetros requeridos en cada punto monitoreado para llevar a cabo la modelación de la corriente:

Tabla 5 Costos toma de muestras y evaluación de parámetros necesarios por punto de muestreo para un modelo complejo.

PARAMETRO	COSTO (\$)
Oxígeno disuelto	\$20,200
Alcalinidad	\$18,400
Dureza Total	\$20,900
DBO5 Total	\$143,300
DBO Última	\$87,600
DBO5 Soluble	\$143,300
DQO Total	\$72,500
COT (Carbono Orgánico Total)	\$143,700
Sólidos Suspendidos Totales	\$25,600
Sólidos Suspendidos Volátiles	\$20,200
Sólidos Sedimentables	\$11,200
Sólidos Disueltos Totales	\$20,200
Nitrógeno total	\$68,000
Nitrógeno Amoniacal	\$46,500
Nitritos	\$41,000
Nitratos	\$41,000
Fósforo total	\$41,000
Ortofosfatos	\$41,000
Clorofila -a	\$101,500
Coliformes totales [UFC/100mL]	\$52,500
Coliformes fecales [UFC/100mL]	\$52,500
Toma, transporte de muestras y aforo de caudal	\$230,000
TOTAL UNITARIO	\$1,494,900

Como resultado obtuvimos que el costo de la toma de muestras y evaluación de los parámetros necesarios para el modelo complejo por punto es de \$ 1'494,900.

5.5.3. COSTOS MODELOS QUINCHÍA Y DOSQUEBRADAS

En la siguiente tabla (6) se encuentran los costos de montaje de los modelos complejos y simplificados de la quebrada Dosquebradas y el río Quinchía, este valor surgió tomando como base el costo de un punto muestreado y multiplicándolo por la cantidad de entradas que posee cada uno de los modelos:

Tabla 6 Costos de implementación modelos complejo y simplificado para el río Quinchía y la quebrada Dosquebradas.

MODELO	COSTO (\$)
Modelo complejo Quinchía	\$17,938,800
Modelo simplificado Quinchía	\$8,593,200
Modelo complejo Dosquebradas	\$10,464,300
Modelo simplificado Dosquebradas	\$5,012,700

5.5.4. COSTOS PARA VERTIMIENTOS

En la Tabla (7) se muestra el costo de muestreo de un punto de vertimiento, el costo de estos puntos es considerablemente más elevado que el de un cuerpo de agua puesto que es necesario tomar como mínimo 3 muestras en cada vertimiento, resultando en un valor total de \$ 813,600 para un modelo simplificado y \$ 1'490,900 para un modelo complejo.

Tabla 7 Costos de evaluación de un punto de vertimiento para modelos complejo y simplificado.

	VALOR MUESTRA UNITARIA	VALOR POR PUNTO
Toma y análisis de muestra	\$327,500	
Modelo simplificado	\$486,100	\$813,600
Modelo complejo	\$1,163,400	\$1,490,900

Finalmente, en la tabla (8) se presenta un resumen de los costos de aplicación de los modelos en fuentes hídricas superficiales y vertimientos, así como una separación general de los costos que implican los análisis de las muestras en laboratorio, su toma y transporte junto con el aforo de caudal (personal, transporte, alimentación, equipos e insumos) y el costo total de llevar a cabo estos procedimientos:

Tabla 8 Resumen de costos por punto de muestreo.

Análisis de muestras en laboratorio			
Qual2k		Simplificado	
Fuentes hídricas superficiales	Vertimiento	Fuentes hídricas superficiales	Vertimiento
\$ 1,264,900	\$ 1,163,400	\$ 486,100	\$ 486,100
Toma y transporte de muestras y aforo de caudal			
Qual2k		Simplificado	
Fuentes hídricas superficiales	Vertimiento	Fuentes hídricas superficiales	Vertimiento
\$ 230,000	\$ 327,500	\$ 230,000	\$ 327,500
TOTAL POR PUNTO DE MUESTREO			
Qual2k		Simplificado	
Fuentes hídricas superficiales	Vertimiento	Fuentes hídricas superficiales	Vertimiento
\$ 1,494,900	\$ 1,490,900	\$ 716,100	\$ 813,600

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Se observó que al comparar los resultados de los modelos simplificados del río Quinchía y la quebrada Dosquebradas, en general los parámetros modelados para el río Quinchía se ajustaron de mejor manera a los resultados del modelo complejo, esto se le atribuye a una mayor segmentación del modelo en comparación con el realizado para la quebrada Dosquebradas; por lo tanto se recomienda para futuros estudios realizar una buena segmentación de la corriente o sección que se desea modelar con el fin de mejorar la predictibilidad y exactitud de los resultados obtenidos.
- Los resultados gráficos de ambos modelos simplificados se comportan de forma adecuada al compararse con los datos de campo, en algunos casos coincidiendo más con los valores de campo que con los datos del modelo complejo, posiblemente por la existencia de datos asumidos en los modelos complejos los cuales aportan las diferencias evidentes entre ambos o por aportes difusos estimados por los modelos complejos que no son considerados por los modelos simplificados.
- De manera general, el modelo simplificado demostró poseer una buena capacidad predictiva siempre y cuando la corriente presente un bajo nivel de intervención, se segmente de manera correcta y se cuente con los datos de entrada necesarios; si se cumplen estas características el modelo es capaz de predecir de forma confiable parámetros como DBO5, OD y Coliformes Fecales.
- A raíz de la buena capacidad de predicción del modelo simplificado, evidenciada en la similitud grafica con el modelo complejo y los datos de campo, es posible inferir que dicho modelo puede ser usado en las evaluaciones ambientales de vertimientos sobre corrientes poco complejas que además han sido poco intervenidas o alteradas.
- Para los pequeños generadores de vertimientos que deban realizar la modelación, el modelo simplificado se convierte en una alternativa viable, con la que se puede reducir la inversión de capital financiero, tiempo y se reducen los requerimientos de información. De esta manera, además de beneficiar al pequeño generador, la informalidad o ilegalidad de los vertimientos se vería reducida, y por ende los conflictos frente al recurso hídrico también.
- Como desventajas del modelo simplificado podemos mencionar que esté no modela la degradación del nitrógeno y nutrientes. Adicionalmente el modelo no considera las relaciones de degradación existentes entre los diferentes parámetros como procesos los oxidativos que se dan entre la materia orgánica y los nutrientes.
- Si bien la aplicación del modelo simplificado se enmarca en la normatividad colombiana, se recomienda su uso para la toma de decisiones en la evaluación ambiental de vertimientos y

no en procesos de ordenamiento y planificación del recurso hídrico, pues estos presentan mayor complejidad.

- Se recomienda tener en cuenta la posibilidad de que las corrientes que sean objeto de modelación puedan poseer grandes cantidades de aportes difusos que afecten la capacidad predictiva del modelo, así mismo realizar el monitoreo de los parámetros necesarios para la modelación, enfocados en impedir hacer suposiciones que repercutan en los resultados finales.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANLA (2013). Metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial.

Castillo, J. (s.f). Modelos de calidad de aguas.

Castro, M. A, (2015). Aplicación del QUAL2Kw en la modelación de la calidad del agua del río Guacaica, departamento de Caldas, Colombia. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de: <http://www.bdigital.unal.edu.co/51032/1/1053781847.2015.pdf>

Chapra, S.C., Pelletier, G.J. and Tao, H. 2012. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.12: Documentation and User's Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.

Corporación Autónoma Regional del Cauca -CRC-. (2012). Estudio de actualización del modelo de calidad del agua del río Palo 2011 tramo puente de Guachené – Bocas del Palo.

Galeano, C, comunicación personal, (10 de junio de 2019). Información de costos de toma de muestras y exámenes de laboratorio para la determinación de los parámetros de calidad. Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento – GIAS. Universidad tecnológica de Pereira.

García, et al. (2001) El agua. Capítulo 4.

Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento –GIAS-, SERVICIUDAD. (2014). Caracterización y modelación de la quebrada Dosquebradas y monitoreo de los tributarios urbanos receptores de descargas correspondiente al año 2013 del área de cobertura de Serviciudad E.S.P.

Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento –GIAS-, Corporación Autónoma Regional de Risaralda – CARDER-. (2018). Validación de la propuesta metodológica para la estimación del caudal ambiental en el proceso de reglamentación del uso de las aguas del río Quinchía y sus principales tributarios.

Gutiérrez, R. M, (2013). El impacto de la sobrepoblación de invertebrados en un ecosistema selvático. Revista Mundo Natural.

IDEAM. (2007) Protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua.

Lozano, G, et al. (2003). Modelación de corrientes hídricas superficiales en el departamento del Quindío Colombia.

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2006). Guía Metodológica para el Establecimiento de Objetivos de Calidad de los Cuerpos de Agua en Ausencia de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico – PORH.

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2010). Decreto 3930. Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II del Decreto-ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible –MADS- (2018). Guía Nacional de Modelación del Recurso Hídrico para Aguas Superficiales Continentales.

Reyes, C. F. y Ruiz, L. E, (2017). Diagnóstico de la calidad del agua mediante cálculo de un ICA y modelación de un tramo del río Tunjuelo en el sector de bosa libertador. Recuperado de: <https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/15510/1/TRABJO%20DE%20GRADO%20RE%20SPALDO.pdf>

Rivera, Y. (2005). Modelos de calidad del agua. Recuperado de: <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/5529/T15076%20RIVERA%20ZAVALETA,%20YONNY%20%20%20TESIS.pdf?sequence=1>

Rivera Gutiérrez, J. V, (2015) Evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la autpurificación de un río de montaña. Vol. 82, Núm. 191.

Sánchez, D. (2015) Ingeniería Ambiental. Calidad de las aguas. Tema 12 Calidad del agua en ríos. Universidad de Castilla-La Mancha.

Santamaría, F. (2013). Análisis simplificado de oxígeno disuelto en el río Ubaté por el modelo QUAL2K. Tesis de maestría. Escuela colombiana de Ingeniería. Recuperado de: <https://repositorio.escuelaing.edu.co/bitstream/001/120/1/Santamar%C3%ADa%20Alzate%2c%20Felipe%20-%202013.pdf>

Suárez, J. (2008) Tema 5 calidad de aguas en ríos autodepuración.